

Le zoobenthos comme indicateur des perturbations d'origine humaine dans deux lacs de montagne

Claude LANG et Olivier REYMOND
Conservation de la faune, Marquisat 1,
CH-1025 St-Sulpice, Suisse.

Zoobenthos as indicator of man-made perturbations in two mountain lakes. - In Lake Lioson (Switzerland), chironomid larvae were relatively abundant compared with oligochaetes (mostly *Tubifex tubifex*). In addition, taxa indicative of oligotrophic conditions were present in the profundal (10 - 20 m deep). In contrast, these taxa were absent from Lake Chavonnes and chironomids were scarce. Oligochaetes, which were very abundant at a depth of 12 m, were almost absent deeper than 20 m. Composition and distribution of zoobenthos according to depth were typical for an oligotrophic mountain lake in Lioson, for a eutrophic lake in Chavonnes. Oxygen profiles according to depth and phosphorus concentrations in the water confirmed this interpretation.

Key-words: Biomonitoring - Chironomidae - Eutrophication - Mountain lake - Oligochaeta.

INTRODUCTION

Les lacs de montagne des Alpes sont en général oligotrophes s'ils ne sont pas influencés par l'homme (CHACORNAC 1986). Du fait de la rareté du phosphore, la production primaire reste faible et l'oxygène est abondant à toutes profondeurs, sauf en hiver, ce qui les différencie des lacs de plaine oligotrophes (WETZEL 1975). En effet, la présence d'une couche de glace et de neige, pendant parfois plus de sept mois, empêche les apports atmosphériques. De ce fait, les couches d'eau profondes s'appauvrissent en oxygène vers la fin de l'hiver (moins de 1 mg / l) ce qui entraîne la remise en suspension du phosphore contenu dans le sédiment. Ces phénomènes sont analogues à ceux qui s'observent pendant l'été dans l'hypolimnion des lacs de plaine eutrophes, mais la cause en est différente (CAPBLANCQ & LAVILLE 1983).

Lorsque le phosphore augmente dans les lacs de plaine, la production primaire s'accroît, avec elle la sédimentation organique, d'où une baisse des concentrations en oxygène dans les couches d'eau profonde pendant la phase de stagnation estivale

(WETZEL 1975). La zone profonde des lacs de montagne est donc particulièrement sensible aux effets d'un excès de phosphore d'origine humaine puisqu'elle est déjà exposée à un manque d'oxygène d'origine naturelle. Si les conditions du milieu changent dans cette zone, le zoobenthos, c'est-à-dire les invertébrés qui colonisent le sédiment, va se modifier d'une façon interprétable, d'où son utilisation comme indicateur (Lang 1986).

Dans la présente étude, nous avons utilisé le zoobenthos pour suivre l'évolution à long terme (1978 - 1995) de deux lacs de montagne situés dans les Préalpes vaudoises: le lac Lioson (altitude 1848 m) et le lac des Chavonnes (1690 m). Sur un plan plus général, les résultats obtenus permettent d'évaluer l'utilité du zoobenthos comme indicateur des perturbations d'origine humaine dans un milieu particulier. En effet, les deux lacs étudiés sont couverts de glace et de neige de la mi-novembre à la mi-juin ce qui expose le benthos à des conditions extrêmes (CAPBLANCQ & LAVILLE 1983).

STATIONS ET METHODES

Les lacs étudiés sont relativement profonds (28 m au maximum) par rapport à leur taille modeste (Lioson 6 ha, Chavonnes 4 ha). La pente du fond, forte entre 0 et 22 m de profondeur ne s'atténue qu'à partir de 24 m. Entre 0 et 8 m s'étend un éboulis et les sédiments meubles ne deviennent prépondérants qu'à partir de 10 m, ce qui détermine la profondeur supérieure des stations de prélèvements.

Les prélèvements effectués entre 1978 et 1995 sont présentés dans le tableau 1. A chaque profondeur 5 à 12 carottes de sédiment, couvrant 16 cm² chacune, sont prélevées en plongée. Seul le macrobenthos des sédiments meubles de la zone profonde (10 à 20 m) a été étudié.

En laboratoire, le sédiment est tamisé et le refus du tamis (maille 0.2 mm) est fixé au formol 5%. Les oligochètes et les larves de chironomides, qui constituent l'essentiel de la macrofaune, sont ensuite comptés carotte par carotte puis, pour chaque profondeur, l'abondance moyenne (nombre moyen d'individus / 16 cm²) est calculée (Tab. 1). Pour chaque profondeur, un sous-échantillon d'oligochètes et de chironomides, monté dans un milieu approprié (REYMOND 1994), est identifié jusqu'au niveau du genre ou de l'espèce (Tab. 2). Contrairement aux oligochètes, les chironomides n'ont pas été identifiés chaque année.

Le rapport nombre de chironomides sur nombre de chironomides plus nombre d'oligochètes est utilisé pour décrire l'évolution des lacs (WIEDERHOLM 1980). Ce rapport est d'abord calculé carotte par carotte puis, à partir de ces valeurs individuelles, une valeur moyenne est calculée pour chacun des ensembles comparés (Tab. 3). Une augmentation de la valeur de ce rapport indique une amélioration de l'état du milieu: les chironomides sont en effet moins résistants que les oligochètes au manque d'oxygène. De plus, les taxons de chironomides et d'oligochètes identifiés (Tab. 2) peuvent être classés en deux catégories (SAETHER 1979, LANG 1990): les espèces caractéristiques des lacs oligotrophes, sensibles au manque d'oxygène, et les espèces plus résistantes.

TABLEAU 1

Abondance moyenne (nombre moyen d'individus / 16 cm²) des oligochètes et des larves de chironomides en fonction de la profondeur dans le lac Lioson (L) et le lac des Chavonnes (C). n = nbre total de carottes de 16 cm² prélevées. Dans les colonnes 5 à 12, les espaces blancs correspondent à des profondeurs qui n'ont pas été échantillonnées cette année là.

Année	Mois ¹	Lac	n	Oligochètes				Chironomides			
				Profondeur (m)				Profondeur (m)			
				10	12	15	20	10	12	15	20
1978	9	L	18	5.2		13.0	11.7	4.7		0.5	0.2
	8	C	18	12.0		1.7	1.8	3.5		0	0.3
1979	7	L	30	2.2		8.3	5.2	4.5		1.0	0.2
	7	C	29	25.5		9.1	0	1.1		0.6	0
1980	8	L	10	5.0			10.6	0.2			1.2
	8	C	10	12.0			0	1.2			0
1981	8	L	10	10.0			8.0	0.2			0
	8	C	10	9.8			0.2	1.0			0
1984	10	L	10	8.0			11.0	2.2			1.0
	10	C	10	17.6			0	3.4			0
1985	8	L	10	3.2			15.6	8.6			0.2
	9	C	10	10.0			0.2	1.0			0
1986	9	L	12		7.0		4.0		11.5		4.0
	8	C	10	42.1				0.6			
1988	-	L	0								
1989	9	C	6		28.0				0.5		
	-	L	0								
1990	9	C	6		32.3				0.2		
	-	L	0								
1991	9	C	12		44.8				0.9		
	10	L	18	10.5	10.5	15.2		1.7	3.0	1.7	
1992	9	C	12	31.7	44.8			1.0	0.5		
	-	L	0								
1993	9	C	18		18.3	17.0			4.2	1.7	
	8	L	24	0.2	0.7	3.8	15.7	10.2	13.0	8.7	0.5
1995	8	C	24	6.5	23.0	7.8	0	0.3	1.0	0.2	0.3
	8	L	24	1.0	3.3	5.0	10.2	4.5	5.7	8.2	2.0
Total	8	C	24	14.7	8.2	16.8	0.2	4.8	2.5	2.3	0
		L	166	3.1	6.4	9.0	9.9	5.7	5.4	3.6	0.6
		C	199	22.3	29.2	10.3	0.3	1.8	1.6	0.9	0.1
Test de t (Prob.)				0.000	0.000	0.515	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

¹ Mois où les prélèvements de zoobenthos ont été effectués: - pas de prélèvements effectués cette année là.

RESULTATS

A 10 et 12 m de profondeur (Tab. 1, ligne Total), les oligochètes sont beaucoup plus abondants dans le lac des Chavonnes que dans le lac Lioson; à 15 m de profondeur, les abondances sont égales; à 20 m de profondeur, elles sont plus élevées dans le lac Lioson. De ce fait, l'abondance des oligochètes augmente avec la profondeur dans le lac Lioson tandis que, au contraire, elle diminue dans le lac des Chavonnes. Dans les deux lacs, c'est *Tubifex tubifex* qui constitue l'essentiel des communautés d'oligochètes (Tab. 2).

TABLEAU 2

Composition du zoobenthos en fonction de la profondeur dans le lac Lioson (L) et dans le lac des Chavonnes (C). Chironomides: taxons 1 - 8, oligochètes: taxons 9 et 10. Taxons présents en 1993 ou en 1995 (+), présent en 1993 et en 1995 (*).

Code	Taxons	Lac	Profondeur (m)			
			10	12	15	20
1	<i>Procladius</i>	L	*	*	*	*
		C	+	*	+	
2	<i>Brillia</i>	L	+			
		C				
3	<i>Heterotrissocladius</i> ¹	L	*	*	*	
		C				
4	<i>Chironomus</i>	L	+	*	+	+
		C	+	+	+	
5	<i>Dicrotendipes</i>	L				
		C	+	*	*	+
6	<i>Paracladopelma</i> ¹	L	+	*	+	+
		C				
7	<i>Tanytarsus</i>	L	*	*	*	*
		C				
8	<i>Paracladius</i>	L	+			
		C				
9	<i>Tubifex tubifex</i>	L	*	*	*	*
		C	*	*	*	*
10	<i>Stylodrilus heringianus</i> ¹	L	*	*		
		C				
	Nbre de taxons	L	9	7	6	5
		C	4	4	4	2

¹ taxons caractéristiques des lacs oligotrophes (Saether 1979, Lang 1990).

TABLEAU 3

Evolution à long terme (1978/79 comparée à 1993/95) du zoobenthos dans le lac Lioson (L) et le lac des Chavonnes (C). Nombre moyen d'individus par 16 cm². Signification statistique des résultats de l'analyse de variance (* effet significatif, *** très significatif, NS non significatif). A x P: interaction année par profondeur. Profondeurs utilisées: 10, 15, 20 m.

Taxons	Lac	Périodes comparées		Signification		
		78/79 ¹	93/95 ²	Année	Profondeur	A x P
Oligochètes (nombre)	L	7.00	5.97	NS	***	***
	C	9.34	7.66	NS	***	***
Chironomides (nombre)	L	1.85	5.67	***	***	***
	C	0.85	1.33	NS	***	NS
Oligochètes + Chironomides (nombre)	L	8.85	11.64	*	NS	NS
	C	10.19	9.00	NS	***	***
Chironomides/Oligochètes + Chironomides (%)	L	23.1	57.2	***	***	***
	C	8.2	13.6	NS	NS	NS

¹ Nombre de carottes: 48 (L) et 47 (C), ² 36 et 36.

A toutes les profondeurs, les larves de chironomides sont plus abondantes dans le lac Lioson que dans le lac des Chavonnes; dans les deux lacs, leur abondance décroît avec la profondeur (Tab. 1). Les chironomides sont moins abondants que les oligochètes, sauf dans le lac Lioson à 10 m de profondeur.

Le nombre total des taxons de chironomides et d'oligochètes est plus élevé dans le lac Lioson que dans celui des Chavonnes, ceci à toutes les profondeurs étudiées (Tab. 2). De plus, trois taxons caractéristiques des lacs oligotrophes, présents dans le lac Lioson (l'un d'eux jusqu'à 20 m de profondeur), n'ont pas été trouvés dans le lac des Chavonnes.

Entre 1978 et 1995 (Tab. 3), l'abondance des oligochètes reste la même dans les deux lacs. Dans le lac des Chavonnes, l'abondance des chironomides ne change pas, elle augmente au contraire dans le lac Lioson. De ce fait, la valeur du rapport chironomides sur oligochètes augmente dans ce dernier lac.

Les taxons de chironomides présents dans les deux lacs en 1993 et 1995 (Tab. 2) sont les mêmes que ceux observés en 1984 et 1985 (LODS-CROZET 1989), à l'exception de *Prodiamesa* qui n'a pas été trouvé dans le lac Lioson en 1993/95.

Le phosphore est plus concentré dans le lac des Chavonnes que le lac Lioson (Fig. 1). L'oxygène diminue fortement avec la profondeur dans le premier lac, d'une façon bien moins accentuée dans le deuxième lac.

DISCUSSION

D'après les concentrations en phosphore (Fig. 1), le lac des Chavonnes est plus productif que le lac Lioson (WETZEL 1975). La composition du zoobenthos confirme ce diagnostic: absence des espèces oligotrophes, rareté des chironomides, abondance élevée des oligochètes à faible profondeur (Tab. 1, 2). Cette productivité accrue entraîne une baisse des concentrations d'oxygène en profondeur (Fig. 1). De ce fait, le zoobenthos devient rare dans les sédiments profonds.

L'aspect des sédiments montre également que le lac des Chavonnes est parfois exposé à un manque d'oxygène. Entre 15 et 18 m de profondeur, le sédiment noir et fluide est recouvert d'un feutrage blanc, presque continu, constitué principalement de bactéries filamenteuses du cycle du soufre (*Beggiatoa*). Celles-ci prolifèrent dans la zone de transition entre un sédiment anoxique et une eau surnageante suffisamment oxygénée: l'un leur fournit l'hydrogène sulfuré, l'autre l'oxygène indispensables à leur développement (JORGENSEN 1977). L'observation en plongée de l'étendue de la zone occupée par *Beggiatoa* permet de surveiller l'évolution du lac. En effet, la limite inférieure de cette zone (18 - 20 m) correspond à la limite supérieure de la région du lac (20 - 28 m) impropre à la vie du zoobenthos (Tab. 1).

Dans le lac des Chavonnes, les concentrations en phosphore ne sont relativement élevées qu'en profondeur, dans les couches d'eau où l'oxygène est rare (Fig. 1). Cette particularité suggère que le phosphore du sédiment est périodiquement remis en suspension dans l'eau (WETZEL 1975). Cet apport interne dépasse probablement en importance les apports externes qui semblent d'ailleurs maîtrisés dans le bassin versant des deux lacs (Ph. Vioget, comm. pers.). Le lac des Chavonnes subit ainsi les effets d'un excès de phosphore provenant de pollutions passées.

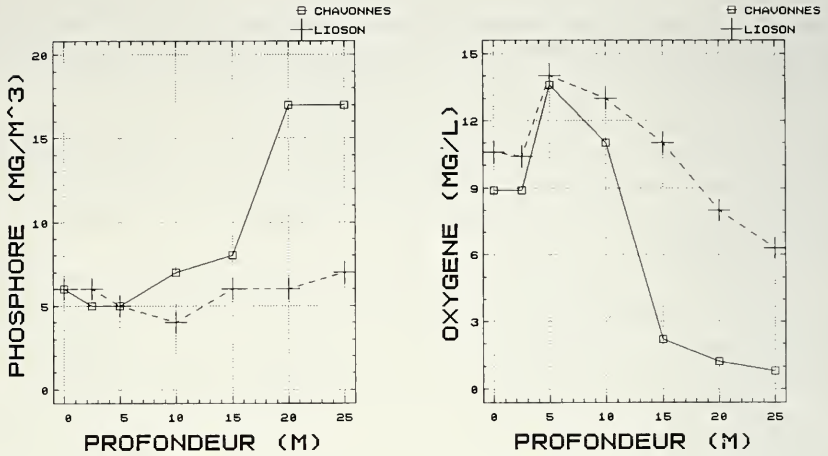


FIG. 1

Concentrations de l'oxygène et du phosphore total en fonction de la profondeur dans l'eau du lac Lioson et du lac des Chauvannes en août 1995. Résultats obtenus par le laboratoire du service des eaux et de la protection de l'environnement (Ph. Vioget, comm. pers.).

Certains indices laissent supposer que des apports en phosphore provenant des vaches, qui paissent l'été à proximité du lac Lioson, pourraient altérer la qualité de ses eaux. Signalons d'abord des amas d'algues filamenteuses vertes dans le littoral proche de la zone la plus fréquentée par le bétail. Ensuite la baisse de l'oxygène en-dessous de 4 mg / l entre 22 et 26 m de profondeur en octobre 1991 (J.F. Rubin, comm. pers.) qui révèle que le lac devient plus productif. Dans le bassin versant du lac des Chauvannes, le problème du bétail se pose en termes analogues, mais la menace est moindre puisque le milieu est déjà altéré.

Le zoobenthos du lac Lioson ressemble à celui des lacs de montagne à l'abri des influences humaines. Dans un lac autrichien (Vorderer Finstertaler See) situé à 2200 m d'altitude, trois espèces d'oligochètes sont relativement abondantes: *Stylo-drilus heringianus*, *Spirosperma ferox* et *Tubifex tubifex* (WAGNER 1975). L'abondance des deux premières espèces, caractéristiques des lacs oligotrophes, tend à diminuer entre 5 et 25 m de profondeur tandis que celle de la troisième espèce, qui est aussi la plus abondante, augmente avec la profondeur. Dans ce même lac (BRETSCHKO 1975), les larves de chironomides sont prépondérantes sur les pentes (5 - 15 m), les oligochètes (surtout *Tubifex tubifex*) dans la plaine centrale (25 - 28 m de profondeur).

Dans le lac de Port-Bielh, Pyrénées centrales (altitude 2300 m), les chironomides dominent entre 7 et 13 m de fond (63 - 85% du macrozoobenthos) tandis que les oligochètes deviennent prépondérants entre 14 et 19 m (CAPBLANQC & LAVILLE 1983). Dans cette zone, *Tubifex tubifex* remplace progressivement *Peloscocles pyrenaicus*, *Chironomus plumosus* remplace *Tanytarsus bathophilus*. La faune des lacs

eutrophes supplante celle des lacs oligotrophes à cause du déficit hivernal en oxygène qui affecte surtout la zone la plus profonde.

Le zoobenthos du lac Lioson, de par sa composition et sa répartition en fonction de la profondeur (Tab. 1, 2), correspond dans les grandes lignes à celui des deux lacs oligotrophes présentés ci-dessus. Le zoobenthos du lac des Chavonnes ressemble à celui observé dans la zone la plus profonde du deuxième lac. D'après ces résultats, le lac Lioson est resté oligotrophe, mais le lac des Chavonnes est devenu eutrophe. Les concentrations en phosphore et les profils verticaux de l'oxygène en été confirment cette interprétation (Fig. 1).

Le prélèvement du zoobenthos à différentes profondeurs et la détermination du rapport chironomides sur chironomides plus oligochètes (Tab. 3) constituent une surveillance simple puisqu'elle n'exige aucune identification poussée des organismes. L'augmentation de ce rapport de 23% à 57% entre 1978 et 1995 indique que l'état du lac Lioson s'améliore tandis que celui du lac des Chavonnes ne change pas (Tab. 3). Toutefois, la valeur du rapport chironomides sur chironomides plus oligochètes peut diminuer sous l'influence d'un facteur purement saisonnier: l'émergence en masse des chironomides après le dégel. Cette baisse ne correspond donc pas à une aggravation de l'état du lac. Pour diminuer l'influence de ce phénomène, les deux lacs comparés ont été visités, dans la plupart des cas, à moins de quinze jours d'intervalle.

Une surveillance plus poussée nécessite l'identification du zoobenthos jusqu'au niveau du genre ou de l'espèce (Tab. 2). En ce qui concerne les taxons indicateurs de conditions oligotrophes, les chironomides remplissent mieux ce rôle que les oligochètes, dans le lac Lioson tout au moins. Ils sont en effet capable de coloniser (ou de recoloniser) les sédiments profonds (10 - 20 m), contrairement à l'oligochète *Stylodrilus heringianus*, qui reste cantonné à 10 - 12 m de fond. Cette situation pourrait aussi indiquer que le lac Lioson a déjà subi un début d'eutrophisation qui limite la distribution verticale de cette espèce, plus sensible que les chironomides à une modification des sédiments ou moins capable de les recoloniser (WIEDERHOLM 1980).

En conclusion, les lacs de montagne qui, de part leur localisation, devraient constituer des milieux protégés, sont soumis à de multiples influences d'origine humaine. Il importe donc de suivre leur évolution à long terme. L'analyse de la composition et de la répartition du zoobenthos en fonction de la profondeur permet d'atteindre cet objectif d'une façon relativement simple.

REMERCIEMENTS

Les commentaires pertinents de Philippe Richoux nous ont permis d'améliorer ce texte.

BIBLIOGRAPHIE

- BRETSCHKO, G. 1975. Annual benthic biomass distribution in a high-mountain lake (Vorderer Finstertaler See, Tyrol, Austria). *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 19: 1279-1285.

- CAPBLANCQ, J. & H. LAVILLE. 1983. Le lac de Port-Bielh (Pyrénées): exemple de fonctionnement d'un écosystème lacustre de haute montagne. *In*: M. Lamotte & F. Bourlière. Problème d'écologie: structure et fonctionnement des écosystèmes limniques. Masson, Paris, 254 pp.
- CHACORNAC, J.M. 1986. Lacs d'altitude: métabolisme oligotrophe et approche typologique des écosystèmes. *Thèse, Université Claude Bernard, Lyon*, 214 pp.
- LANG, C. 1986. Eutrophisation et faune benthique de trois lacs de montagne. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 48: 64-70.
- LANG, C. 1990. Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. *Freshwater Biology* 24: 327-334.
- LODS-CROZET, B. 1989. Etude des larves de chironomides (Diptera) de 9 lacs de Suisse Romande. *Conservation de la faune, St-Sulpice*, 6 pp.
- REYMOND, O. 1994. Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes: une méthode simple. *Bulletin de la Société Vaudoise Sciences Naturelles* 83: 1-3.
- JØRGENSEN, B.B. 1977. Distribution of colorless sulfur bacteria (*Beggiatoa* ssp) in a coastal marine sediment. *Marine Biology*, 41: 19-28.
- SAETHER, O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology* 2: 65-74.
- WAGNER, B. 1975. Populationsdynamik der Oligochaeten im Vorderen Finstertaler See (2237 m, Kühtai, Tirol). *Thèse, Universität Innsbruck*, 102 pp.
- WETZEL, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders company, Philadelphia, London, Toronto, 743 pp.
- WIEDERHOLM, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *Journal Water Pollution Control Federation* 52: 537-547.